

SUBSTRÁTY PRO NÍZKONÁKLADOVÉ SYSTÉMY K ČIŠTĚNÍ KONTAMINOVANÝCH PRŮMYSLOVÝCH A ZEMĚDĚLSKÝCH VOD

CERTIFIKOVANÁ METODIKA/2021

Vojtěch Antoš a kolektiv



Substráty pro nízkonákladové systémy k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod

Certifikovaná metodika

Vojtěch Antoš a kolektiv

T A

Č R

Technologická
agentura
České republiky

2021

Autoři:

Ing. Vojtěch Antoš, Ph.D.¹ (vojtech.antos@tul.cz)
Ing. Libor Polách² (polach@aquatest.cz)
Ing. Petr Fučík, Ph.D.³ (fucik.petr@vumop.cz)
Mgr. Pavel Hrabák, Ph.D.¹
Ing. Irena Šupíková, Ph.D.²
Mgr. Antonín Zajíček, Ph.D.³
Ing. Tomáš Hejduk, Ph.D.³

¹ Technická univerzita v Liberci (TUL), Studentská 1402/2, 461 17 Liberec 1 (34%)

² AQUATEST a.s.(AQ), Geologická 988/4, 152 00 Praha – Hlubočepy (33%)

³ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP), Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 (33%)

Poděkování:

Certifikovaná metodika vznikla za finanční podpory Technologické agentury ČR, programu EPSILON jako plánovaný výstup projektu č. TH02030766 - „Nízkonákladové systémy čištění vod“. Ke zpracování metodiky bylo také využito institucionální podpory VÚMOP, v.v.i. č. MZE-RO0218

V roce 2021 v nákladu 50 ks vydal VÚMOP, v.v.i.

Tisk: Rhodos spol. s r.o., Vyšehradská 51, 128 00 Praha 2

Vydání: první, 2021

ISBN 978-80-88323-52-5 (tištěná verze), 978-80-88323-53-2 (online pdf)

© Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5

prof. Ing. Radim Vácha, Ph.D., ředitel

www.vumop.cz

Obsah

| | |
|---|----|
| I. Cíl metodiky..... | 9 |
| II. Vlastní popis metodiky | 9 |
| 1. Úvod - potřebnost a využití metodiky | 9 |
| 2. Legislativa související s čištěním kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod..... | 10 |
| 3. Využití substrátů a biofiltrů k čištění kontaminovaných vod; technická řešení a realizační souvislosti..... | 12 |
| 3.1 Typy znečištění vod – jaké polutanty je možno odstraňovat..... | 12 |
| 3.2 Typy biofiltrů – popis a účinnost..... | 14 |
| 3.3 Substráty pro odstraňování polutantů z vod | 17 |
| 3.4 Technické řešení biofiltrů – návrhové a konstrukční parametry | 30 |
| 3.5 Management a monitoring biofiltru..... | 35 |
| 4. Proces schvalování nízkonákladového zařízení k čištění kontaminovaných vod | 38 |
| III. Srovnání novosti postupů | 46 |
| IV. Popis uplatnění Certifikované metodiky | 47 |
| V. Ekonomické aspekty..... | 48 |
| VI. Závěr | 50 |
| Seznam tabulek..... | 51 |
| Seznam obrázků..... | 52 |
| Seznam použité související literatury | 53 |
| Seznam publikací, které předcházely metodice..... | 57 |
| Certifikační doložka | 57 |

| | |
|--|----|
| Jména oponentů | 57 |
| Kontakty na osoby předkladatele certifikované metodiky | 58 |
| Citace | 59 |
| Abstrakt | 59 |
| Summary | 60 |

Vymezení základních pojmů

- bílá rašelina* - materiál pocházející z vrchních vrstev rašeliniště (je mladší oproti ostatním druhům)
- biocid* - přípravek používaný k hubení, tlumení nebo omezování růstu škodlivých organismů ve všech oblastech lidské činnosti
- biochar (biouhel)* - materiál zhotovený pyrolýzou směsi odpadní biomasy
- bioreaktor / biofiltr* – v kontextu tématu řešeného v této metodice nádoba či objekt různých rozměrů, obsahující substrát k podpoře procesů dekontaminace znečištěných vod
- metabolit* - produkt látkové přeměny (metabolismu) určité látky
- pesticid* - přípravek či prostředek na ochranu rostlin určený k tlumení a hubení rostlinných a živočišných škůdců
- relevantní metabolit* - metabolit se považuje za významný („relevantní“), existuje-li důvod předpokládat, že jeho přirozené vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi mateřské látky, pokud jde o účinek na biologický cíl, nebo že představuje pro organismy vyšší riziko než mateřská látka nebo riziko srovnatelné anebo že má určité toxikologické vlastnosti, jež jsou považovány za nepřijatelné
- vermikulit* - jednodlonný minerál; chemický vzorec $(\text{Mg,Fe,Al})_3(\text{Al,Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot 4(\text{H}_2\text{O})$. Svou strukturou i vzhledem je podobný chloritům, či

slídám; stejně jako ony tvoří tabulkovité, dokonale štěpné krystaly a lupenité agregáty. Expandovaný vermikulit je užíván jako vylehčovací a sorpční přídatek do půdy, sypaná izolace a balicí materiál, plnivo omítek a betonů. V zahradnictví je používán jako nosič chemikálií a stejně jako perlit je vhodný pro pěstování hydroponických rostlin

substrát

- v kontextu tématu řešeného v této metodice jednosložkový či směsný materiál různého původu používaný v biofiltrech pro zajištění dekompozice polutantů

Seznam použitých zkratk

| | |
|-------|---|
| AQ | Aquatest a.s. |
| CLB | chlorbenzeny |
| ČOV | čistiřna odpadních vod |
| ČR | Česká republika |
| ČSN | Česká státní norma |
| GTN | glyceroltrinitrát |
| HCH | hexachlorocyklohexany |
| HRT | doba držení (hydraulic retention time) |
| PAU | polyaromatické uhlovodíky |
| PCB | polychlorované bifenylly |
| pH | vodíkový exponent |
| POPs | persistentní organické látky |
| TAČR | Technologická agentura České republiky |
| TCE | trichlorethylen |
| TNT | trinitrotoluen |
| TOC | celkový organický uhlík (total organic carbon) |
| TUL | Technická univerzita v Liberci |
| VOC | těkavé organické látky |
| VÚMOP | Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. |

I. Cíl metodiky

Cílem certifikované metodiky je předložit ucelené poznatky, získané zejména během pilotních experimentů, týkajících se třech substrátů – bílá rašelina, expandovaný vermikulit a biouhel (biochar), použitelných především v anaerobních biofiltrech, umělých mokřadech či obdobných objektech pro čištění vod kontaminovaných perzistentními organickými látkami (POPs) a prostředky na ochranu rostlin (pesticidy). Tato metodika obsahuje odborné poznatky, zásady navrhování i stručný souhrn procesních náležitostí a jednotlivých kroků nezbytných pro návrh, realizaci a provoz opatření, ve kterých jsou tyto substráty ve vazbě na odstraňování výše uvedených polutantů využitelné.

Metodiku mohou uplatnit subjekty, zabývající se navrhováním či realizací a provozem nízkonákladových systémů pro čištění kontaminovaných vod.

II. Vlastní popis metodiky

1. Úvod - potřebnost a využití metodiky

V současné době existuje relativně mnoho informací a podkladů k tématice biologické degradace anorganických, pesticidních a dalších organických látek a jejich metabolitů ze znečištěných vod, pocházejících jak z průmyslové, tak i zemědělské činnosti. K dispozici ovšem nejsou ucelené a v podmínkách ČR prakticky uplatnitelné podklady a zásady, týkající se substrátů použitelných v umělých mokřadech a biofiltrech pro čištění vod kontaminovaných perzistentními organickými látkami (POPs) a prostředky na ochranu rostlin (pesticidy). Rovněž dosud není mnoho metodických návodů a postupů pro praxi z hlediska technologických a provozních postupů s využitím substrátů pro nízkonákladové čištění vod.

Anaerobní biofiltr (nebo v širším uspořádání konstruovaný mokřad) spadá do kategorie pasivních nízkonákladových metod dekontaminace vod a je vhodný především pro lokální nebo menší zdroje vod (odběr, resp. požadavek na dekontaminace v objemu do 10.000 m³/rok). Tyto technologie doznaly za posledních cca 15 let značný vývoj a rozvoj. V této certifikované metodice jsou stručně představeny odborné a legislativní aspekty související s tématem, a sice: typy znečištění vod, typy biofiltrů a použitelných substrátů, technická řešení, proces schvalování a management a údržba těchto objektů.

2. Legislativa související s čištěním kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod

Tato kapitola se zabývá legislativními předpisy ohledně čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod zejména z pohledu územních řízení pro objekty čištění. Nejsou uvedeny aspekty související s povolováním vypouštění odpadních vod ani realizací a provozem objektů k čištění odpadních vod, ani podklady k průzkumům kontaminovaných lokalit a vod. Projektování systémů pro čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod se předpokládá prostřednictvím subjektů s autorizací k projektování vodohospodářských staveb, dle souvisejících předpisů a legislativy.

Návrhy a realizace objektů, potenciálně využitelných k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod, jsou v širším kontextu nakládáním s vodami, a tudíž podléhají Vodnímu zákonu (254/2001 Sb. Zákon o vodách). Dále spadá tato tematika do gesce zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (Stavební zákon), a do působnosti Zákona o odpadech č. 541/2020 Sb.

Z hlediska Zákona o vodách se zejména jedná o Hlavu II – Nakládání s vodami (Díl 1 a 2) a Díl 3; oddíl I §8 - §15 - Povolení k nakládání s povrchovými nebo podzemními vodami, Stavební povolení k vodním dílům, Ohlášení vodních děl a vodohospodářských úprav a Ohlášení terénních úprav. K ohlašování terénních úprav (§ 15b) se vztahují tři body:

1) K provedení terénních úprav sloužících k zadržování vody v krajině do 1,5 m hloubky o výměře nad 300 m² nejvíce však do 20 000 m² v nezastavěném území, které nemají společnou hranici s veřejnou pozemní komunikací, postačí ohlášení vodoprávnímu úřadu. Při ohlašování terénních úprav podle věty první se obdobně použijí ustanovení stavebního zákona o ohlašování staveb.

2) Ohlášení terénních úprav podle odstavce 1 obsahuje náležitosti podle stavebního zákona⁴⁾ a dále závazné stanovisko orgánu územního plánování podle § 96b stavebního zákona, přičemž územní rozhodnutí ani územní souhlas se nevydává. Nejde-li o terénní úpravy prováděné v území chráněném podle části třetí nebo čtvrté zákona o ochraně přírody a krajiny, nevyžaduje se závazné stanovisko orgánu ochrany přírody.

3) Dokumentace terénních úprav podle odstavce 1 obsahuje

- a) průvodní zprávu se základními údaji o terénních úpravách,
- b) údaje o předpokládaných účincích terénních úprav na okolí, technický popis postupu a způsobu prací, údaje o násypných hmotách, o místě a způsobu uložení vytěžených hmot, o způsobu jejich zhutňování a povrchové úpravě,
- c) situační výkres na podkladě kopie katastrální mapy a
- d) situační výkres v měřítku zpravidla 1 : 500 s vyznačením navrhovaných terénních úprav, pozemků, na nichž se projeví jejich důsledky, včetně vyznačení stanovených ochranných nebo bezpečnostních pásem nebo záplavových území, a

potřebné geometrické parametry určující v situačním výkresu polohové a výškové umístění terénních úprav.

Z hlediska Stavebního zákona se jedná o případné stavební řízení, související s návrhem a realizací objektu pro čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod.

Z hlediska zákona O odpadech se může jednat o Oblast nakládání s odpady, ve smyslu definovaných Způsobů odstranění odpadu a úpravy a skladování odpadu před jeho odstraněním. Tematicky související je ČSN 83 8033 Skládání odpadů – Nakládání s průsakovými vodami ze skládek. Tato norma ovšem ve své části Systém a materiály pro prvky systému nakládání s průsakovými vodami substráty pro čištění vod nijak nedefinuje; pouze konstatuje potřebu přítomnosti adekvátních drenáží, jímky a zařízení na konečné odstranění (např. čistírna odpadních vod), popř. úpravu průsakových vod.

3. Využití substrátů a biofiltrů k čištění kontaminovaných vod; technická řešení a realizační souvislosti

3.1 Typy znečištění vod – jaké polutanty je možno odstraňovat

Mokřadní systémy působí jako biofiltry prostřednictvím kombinace fyzikálních, chemických a biologických faktorů a jsou schopny odstranit širokou škálu kontaminujících látek včetně sedimentů, živin, pesticidních látek a bakteriálních znečišťujících látek (Kadlec et al. 2009; Braskerud, B. C. 2009; Vymazal, J. 2002; Scholz et al. 2010). Byly zjištěny různé účinnosti odstraňování široké

škály kontaminantů z mokřadních systémů v zemědělském prostředí. Například byla publikována (Sparks, D. L. 2010) účinnost těchto systémů až 98 % při odstranění dusičnanů z neupraveného zdroje, který byl znečištěn zemědělskou činností. Dále je také možné mokřadními systémy odstraňovat fosfor, který je možné odstraňovat až z 80 % (Reinhardt et al. 2005). Biofiltry mohou také odstraňovat širokou škálu pesticidních látek, kde se jejich účinnost velmi liší podle typu kontaminace (Sparks, D. L. 2010). Průtokové mokřadní systémy byly testovány na odstranění pyrethroidních a organofosfátových pesticidů z koncových vod, přičemž bylo dosaženo snížení koncentrace pyrethoidu od 52 do 94 %. Systémy vykazaly účinnost odstraňování organofosfátových pesticidů, např. pro diazinon byly reportovány účinnosti pohybující se v intervalu 22-82 %, zatímco pro chlorpyrifos se efektivita mokřadních systémů pohybovala od 52 do 61 % (Díaz et al. 2012). Rychlost odstraňování kovů v mokřadních systémech závisí na typu prvku (rtuť > mangan > železo = kadmium > olovo = chrom > zinek = měď > hliník > nikl > arsen), jejich iontových formách, podmínkách substrátu, ročním období a rostlinných druzích. Zatímco celková účinnost odstraňování kontaminantů mokřadními systémy je připisována různým mechanismům jako je např. sedimentace, filtrace, srážení, adsorpce, těkavosti a absorpce rostlin, bylo zjištěno, že odstranění většiny znečišťujících látek v mokřadních systémech je způsobeno především mikrobiální aktivitou (Wu et al. 2012; Cui et al. 2013). Mineralizace organických sloučenin je prováděna hlavně mikroorganismy v anaerobních i aerobních podmínkách. Odstranění dusíku je přičítáno mikrobiologickému metabolismu, jako jsou procesy amonifikace, nitrifikace a denitrifikace. Mikroby navíc hrají zásadní roli při přeměnách síry a odstraňování fosforu a těžkých kovů (Faulwetter et al. 2009; Truu et al. 2009; Knowles et al. 2011; Saeed et al. 2012).

3.2 Typy biofiltrů – popis a účinnost

Biofiltry lze konstrukčně rozdělit podle směru průtoku kontaminované vody do dvou základních kategorií: (1) biofiltry s horizontálním tokem a (2) biofiltry s vertikálním tokem. Uvedené typy konstruovaných biofiltrů mohou být vzájemně kombinovány, aby se využily specifické výhody obou hydraulicky odlišně protékaných systémů (kombinované systémy).

Biofiltry s horizontálním tokem

V biofiltrech s horizontálním tokem protéká znečištěná voda plným průtočným profilem substrátové vrstvy v horizontálním směru podélně konstruovaného biofiltru. Během průtoku ložem substrátu přichází voda do kontaktu s anoxickými a anaerobními zónami, přičemž anaerobní podmínky jsou charakteristické pro hlubší vrstvy substrátového lože biofiltru. Jelikož přirozená difuze kyslíku na rozhraní povrchové vrstvy substrátu a okolního vzduchu není dostatečná k zajištění významnější intenzity aerobních procesů, převažuje biodegradace za anaerobních podmínek. V anaerobních podmínkách jsou polutanty pomocí metabolických procesů transformovány na netoxické produkty jako je methan, oxid uhličitý a vodík.

Biofiltry s horizontálním tokem jsou obecně velmi účinné při odstraňování široké škály organických látek, suspendovaných pevných látek, těžkých kovů a mikrobiálního znečištění.

Odstraňování amoniakálního dusíku v tomto typu biofiltru je limitováno nízkou dostupností vzdušného kyslíku pro striktně aerobní biocenózu nitrifikačních bakterií (proces nitrifikace). Pro odstranění fosforu, pokud se nepoužívají speciální média s vysokou sorpční kapacitou, lze obvykle dosáhnout pouze nízké účinnosti. Hlavní výhoda konstruovaných horizontálních biofiltrů spočívá v možnosti efektivního čištění zředěných kontaminovaných vod z

kombinovaných kanalizačních systémů, tj. znečištěných vod, které jsou hůře čistitelné konvenčními technologiemi, jako je např. aktivační proces na čistírnu odpadních vod (ČOV).

Biofiltry s vertikálním tokem

Vertikálně protékané biofiltry jsou koncipovány tak, aby eliminovaly hlavní nedostatek systémů s horizontálním průtokem a tím je zábor velké plochy (půdy) pro konstrukci biofiltru. Na dně biofiltru s vertikálním tokem je instalován drenážní systém, který je překryt vrstvou organického nebo směšného substrátu. Znečištěná voda protéká vertikálně od shora dolů vrstvou substrátu a ze dna biofiltru je následně odváděna drenážním systémem. Na rozdíl od horizontálně protékaných biofiltrů mohou být biofiltry s vertikálním průtokem provozovány taktéž v diskontinuálním režimu, tzn., že dochází k časově řízenému a přerušovanému napájení užitého objemu biofiltru kontaminovanou vodou. Po uplynutí zvolené reakční doby je vyčištěná voda z biofiltru vypuštěna a odvedena drenážním systémem do recipientu. Filtrační lože se zcela odvodní, čímž je umožněn větší přenos vzdušného kyslíku do volných pórových struktur substrátu před dalším naplněním biofiltru znečištěnou vodou. Vnos vzdušného kyslíku do tělesa biofiltru podporuje nitrifikační proces oxidace amoniakálního dusíku na dusičnany. Tento typ biofiltru však neposkytuje vhodné podmínky pro následnou denitrifikaci (konverze dusičnanů na plynné formy dusíku).

Biofiltry s vertikálním průtokem se běžně používají k čištění domovních odpadních vod nebo splašků z malých komunit. Jsou ale možné i jiné aplikace, jako je čištění průmyslových odpadních vod nebo dešťových vod.

Biotické a abiotické procesy

Odstraňování organických xenobiotik pomocí technologie anaerobních biofiltrů zahrnuje spektrum synergicky probíhajících biochemických procesů, které lze podle jednoho ze základních klasifikačních kritérií rozlišovat jako biotické (prováděné živými organismy, jako jsou např. rostliny a mikroorganismy) nebo abiotické (fyzikální a chemické) procesy.

Biotické procesy

Biotické procesy, které se podílejí na degradaci polutantů, zahrnují především aktivity rostlin a mikroorganismů. Byly izolovány a popsány mikroorganismy se schopností biodegradovat širokou škálu organických sloučenin, jako jsou např. benzen, fenol, naftalen, atrazin, nitroaromatika, bifenylly, PCB a chlorbenzoáty.

Metabolismus pesticidů je již po mnoho let podroben poměrně rozsáhlému výzkumu, na druhé straně metabolismus nezemědělských xenobiotik, jako je trichlorethylen (TCE), trinitrotoluen (TNT), glyceroltrinitrát (GTN), polyaromatické uhlovodíky (PAU), polychlorované bifenylly (PCB), léčiva a dalších chlorovaných sloučenin začal být předmětem vědeckého bádání teprve nedávno. Ukázalo se, že většina těchto sloučenin může být metabolizována biochemicky, přičemž bylo zjištěno, že některé metabolity produkované rostlinami mohou být toxičtější než původní sloučeniny, což z hlediska odstraňování organických polutantů činí využití rostlin méně atraktivní ve srovnání s mikroorganismy, které obecně vykazují vyšší stupeň biodegradace organických polutantů.

Abiotické procesy

Abiotické procesy, které se taktéž podílejí na odstraňování znečišťujících látek z kontaminovaných vod, zahrnují celou řadu fyzikálních a chemických procesů. Nejdůležitějším fyzikálně -

chemickým procesem, který probíhá v substrátové matici náplně biofiltru, je sorpce. Probíhající sorpční procesy mohou způsobovat krátkodobou retenci nebo dlouhodobou imobilizaci kontaminantů. Fyzikálně - chemické vlastnosti pevné matrice substrátu určují její schopnost sorbovat znečišťující látky, nicméně retence či degradace polutantů je také funkcí složení a charakteristiky kontaminované vody. Sorpční účinky substrátu mohou být časově omezeny a stávají se méně efektivními, jakmile se jeho povrch nasýtí adsorbáty polutantu. Nasycení sorpční kapacity nosné matrice substrátu závisí na složení a koncentraci látek přítomných v kontaminované vodě. Pro zajištění vysoké účinnosti sorpčních procesů je také zásadní dobrá hydraulická vodivost nosné matrice, zároveň je třeba zabránit preferenčnímu proudění a volnému toku odpadní vody nad povrchem sorpčního materiálu. Pro kvalitní funkčnost biofiltru je nezbytné zajistit rovnoměrný kontakt odpadní vody s médiem biofiltru.

3.3 Substráty pro odstraňování polutantů z vod

Z hlediska náplní biofiltrů, tj. substrátů, jsou studovány a testovány různé filtrační materiály a to jak jednotlivě, tak i jejich kombinace: přírodní inertní materiály (jako např. zeolity, písky a šterky), veškeré dostupné formy biomasy ze zemědělské a lesnické produkce (sláma, rašelina, dřevní štěpka, spotřebovaný zahradnický substrát pro pěstování hub, odpad z produkce olivového oleje a další), jakož i sekundární produkty z uhlénohospodářství (např. struska).

Většina doposud publikovaných studií popisuje použití filtračních náplní tvořených převážně organickými materiály a testuje jejich účinnost zejména z hlediska odstraňování dusičnanů. Greenan et al. (2009) ve své studii testoval efektivitu štěpkového biofiltru při různých zátěžích. Při zátěži 6,6, resp. 13,6 g.m³.d⁻¹ dosahoval

odstranění dusičnanových iontů 4,2, resp. 4 g.m³.d⁻¹. Cameron & Schipper (2010) testovali 10 různých organických materiálů po dobu 23 měsíců při zatížení 46 a 52 g.m³.d⁻¹ NO₃⁻. Nejlepších výsledků dosahovali při použití kukuřičných klasů a provozní teplotě 23,5 °C (43 g.m³.d⁻¹). Při použití štěpky z borovice byla dosažena nejlepší účinnost 11 g.m⁻³.d⁻¹ a při použití štěpky z eukalyptu bylo dosaženo maximální účinnosti 7,8 g.m⁻³.d⁻¹. Leverenz et al. (2010) pak porovnávali šterkový a šterkový biofiltr s dobou zdržení (HRT) 1–2,2 d⁻¹ a vstupní koncentrací NO₃⁻ 53–82 mg.l⁻¹. Dle předpokladů byla u čistě šterkového filtru úroveň denitrifikace pouze 0,74 g.m³.d⁻¹, přičemž u šterkových filtrů dosahovala úrovně až 5,9 g.m³.d⁻¹. Schrimpelová a Malá (2017) testovaly štěpky šesti různých druhů dřevin, potenciálně využitelných jako náplň denitrifikačních bioreaktorů. Nejlepší výsledky byly dosaženy se směsí kůry z borovice a modřínu a topolovou štěpkou. Šereš a kol. (2018) testovali poloprovozní vertikální biofiltr o objemu 1,5 m³, s HRT 0,2 – 9 dní, naplněný směsí šterku (směs praného kačírku frakce 4–8 mm) a březové štěpky (ve frakci 4–30 mm) v poměru 10 : 1. Zjistili, že tato směs měla srovnatelnou či dokonce vyšší účinnost odstranění NO₃⁻ ve srovnání s výše uvedenými výsledky. Použitím směsného materiálu se autorům Šereš a kol. také podařilo eliminovat vyluhování organických látek do vody (zvýšený parametr TOC, fenoly), což bylo dříve popisováno jako zásadní problém u filtračních materiálů na bázi štěpky, slámy, aj.

Značný potenciál pro aplikaci do náplně biofiltru představuje biouhel (biochar) – produkt pyrolyzního zpracování odpadní zemědělské biomasy. I když je studována především jeho přímá aplikace na zemědělské pozemky pro zlepšení sorpčních vlastností půdy, existují i studie o jeho využití pro biofiltry a kořenové čistírny. Komplexní popis problematiky využití kořenových čistíren

pro eliminaci pesticidů obsahuje review Vymazal and Březinová, 2015.

Možnosti aktivního uhlí a biocharu vyrobeného z odpadu ze zpracování lnu) jako přídatku do denitrifikačních biofiltrů studovali např. Povilaitis et al. (2020), kdy zvýšení denitrifikace bylo průkazné zejména v nižších teplotách (5-10 °C). Zároveň ale u varianty s biocharem zjistili snížení pH vody a zvýšené vyplavování uhlíku, fosforu a dalších anorganických látek.

Za zmínku stojí také možnost použít na vstupu do biofiltru reaktivní bránu s výplní železnými šponami. Literatura (Cessna et al., 2017) dále dokládá výrazně pozitivní efekt vyšších teplot na rozklad pesticidů ve filtračním loži.

Níže jsou uvedeny tři typy substrátů, které byly v řešeném projektu podrobně testovány z hlediska odstranění hexachlorocyklohexanů, chlorbenzenů a vybraných pesticidů. Všechny substráty byly na pilotních lokalitách testovány několik měsíců po instalaci tak, aby byly otestovány jak jejich sorpční vlastnosti, tak i jejich biodegradační schopnost.

Substráty byly pro testování v rámci řešeného projektu vybrány pro jejich předpokládanou efektivní účinnost ve vazbě na pořizovací a provozní náklady, dostupnost a relativně jednoduchý management.

Biouhel (Biochar)

Biouhel je specifický uhlíkatý materiál, který je již poměrně dlouhou dobu známý a používán zejména jako substrát zlepšující kvalitu zemědělské půdy. Nadále probíhá intenzivní výzkum tohoto perspektivního produktu zaměřený na rozšíření oblasti jeho využití v environmentálních aplikacích. Jedná se zejména o jeho uplatnění jako ekonomičtější alternativy aktivního uhlí a jeho náhrady při

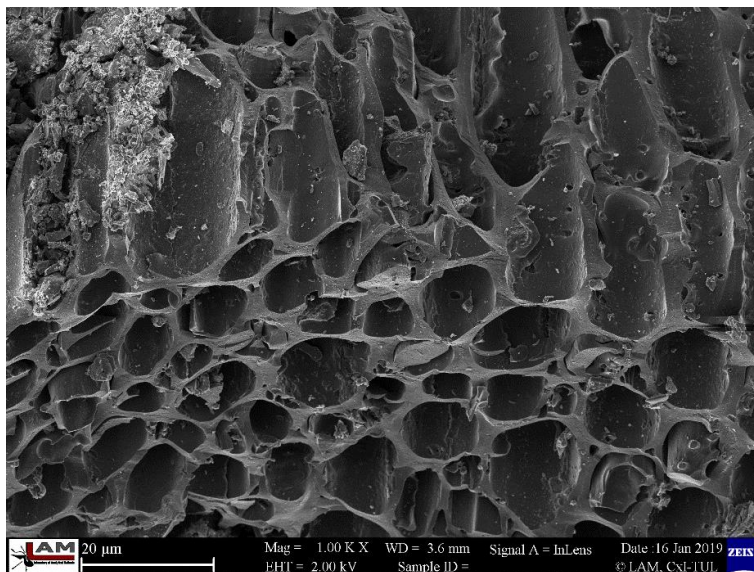
odstraňování nejrůznějších organických sloučenin jako jsou agrochemikálie, antibiotika, polyaromatické uhlovodíky (PAU), polychlorované bifenyly (PCB), chlorované uhlovodíky, těkavé organické látky (VOC) a organická barviva (Beesley et al. 2010; Qiu et al. 2009).

Slibně se také jeví použití biouhlu v procesech odstraňování anorganických kontaminantů mezi něž patří např. těžké kovy (Inyang et al. 2016), amoniak, dusičnany, fosfáty, sulfidy atd. (Ahmad et al. 2014; Sun et al. 2011). Nicméně stále probíhá intenzivní výzkum v oblastech pro zlepšování kvality zemědělských půd (Liu et al. 2018). Detailně jsou studovány také základní materiálové charakteristiky biouhlu (Borchard et al. 2019).

Biouhel byl v rámci výzkumného projektu „Nízkonákladové systémy čištění vod (TH02030766)“ testován na dvou pilotních lokalitách – Hájek u Ostrova a Útěchovičky u Pelhřimova. Pro testování byl využit materiál zhotovený pyrolýzou směsi odpadní biomasy ze zemědělské sklizně jedno- a dvouletých rostlin a z digestátu z bioplynové stanice, smíchané v poměru 60:40 %. Pyrolýza biomasy probíhala po dobu 50 min při max. teplotě 570 °C. Hustota suchého produktu (sušina 99,9 %) činila 0,59 kg·l⁻¹. Pro instalaci na lokalitách je doporučeno použít biouhel s obsahem sušiny kolem 90 %, aby se omezila jeho prašnost. Z dodaného substrátu byly odebrány 2 reprezentativní vzorky na prvkovou elementární analýzu organických látek, výsledky viz Tab. 1. Rovněž byla provedena obrazová analýza pomocí rastrovacího elektronového mikroskopu (Obr. 1). Cena biouhlu byla přibližně 12 Kč,- (bez DPH) / kg. Biouhel je obecně vynikající sorpční materiál; laboratorně bylo stanoveno, že jeho sorpční kapacita pro modelové kontaminanty hexachlorocyklohexany (Σ HCH - izomery α , β , γ , a δ) je 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny.

Tabulka 1: Prvková analýza substrátu biouhel

| Biouhel | N [%] | C [%] | H [%] | S [%] | O [%] |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Vzorek 1 | 0,31 | 88,75 | 0,75 | 0,14 | 10,06 |
| Vzorek 2 | 0,39 | 88,76 | 0,79 | 0,09 | 9,97 |



Obrázek 1: Mikroskopický obraz substrátu biouhel (UHR FE-SEM Carl Zeiss ULTRA Plus)

V následujících tabulkách 2-4 jsou uvedeny dosažené reálné účinnosti odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem biouhlem při různých dobách zdržení (2 – 55 hod), který byl v rámci řešení tohoto výzkumného projektu testován na dvou pilotních lokalitách.

Tabulka 2: Účinnost odstraňování hexachlorocyklohexanů (HCH) substrátem biouhlem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 2,1 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 35 | 45 | 55 |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Alfa-HCH Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Beta-HCH Účinnost odstraňování [%] | 100 | 93 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Gama-HCH Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Delta-HCH Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Epsilon-HCH Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Tabulka 3: Účinnost odstraňování chlorbenzenů (CLB) substrátem biouhlem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 2,1 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 35 | 45 | 55 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Chlorbenzen Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Dichlorbenzeny Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Trichlorbenzeny Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Tetrachlorbenezny Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Pentachlorbenzen Účinnost odstraňování [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Tabulka 4: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem biouhlem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 3 | 5 | 10 | 18 | 25 |
|---|------|------|------|------|------|
| Alachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 94,8 | 93,9 | 94,8 | 95,3 | 90,1 |
| Metolachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 91,8 | 91,1 | 91,8 | 93,3 | 93,0 |
| Metazachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 97,8 | 96,6 | 97,8 | 98,0 | 90,9 |
| 2,6-dichlorbenzamid Účinnost odstraňování [%] | 95,4 | 94,7 | 95,4 | 96,6 | 94,0 |

Biouhel kontinuálně vykázal 100 % efektivitu při odstraňování izomerů hexachlorocyklohexanů (α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, ε -HCH) a chlorbenzenů (monochlorbenzenů až pentachlorbenzenů). Ve zdrojové vodě byly průměrné koncentrace sumy HCH $119 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a v případě sumy chlorbenzenů byly průměrné koncentrace $292 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Velmi vysoké účinnosti odstranění polutantů z kontaminovaných vod (91 – 98 %) dosáhl pro pesticidní látky:alachlor ESA, metolachlor ESA, metazachlor ESA a 2,6-dichlorbenzamid (BAM). Průměrné koncentrace těchto čtyř chloracetanilidových látek se pohybovaly v rozmezí od $0,2$ do $2,9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ve zdrojové vodě.

Bílá rašelina

Rašelina bílá pochází z vrchních vrstev rašeliníště a je tedy mladší a méně rozložená oproti např. černé rašelině. Bílá rašelina se také vyznačuje větší nasákavostí vody. Testovaný substrát byl dodavatelem upraven pouze tříděním na střední zrnitost, při maximálním obsahu částic 20 mm do 10 %. Vlhkost tohoto substrátu byla maximálně 65 % a spalitelné zbytky v sušině min. 90%. Stupeň rozložitelnosti bílé rašeliny byl v rozmezí od H2 do H4 a hustota byla $120 \text{ kg}/\text{m}^3$. Cena bílé rašeliny se pohybuje okolo 4,9 Kč,-

(bez DPH) / kg. Bílá rašelina je substrát, který má horší sorpční vlastnosti, než biouhel, avšak ve větší míře a rychleji podporuje nárůst mikrobiálního osídlení pro následnou biodegradaci. Laboratorně bylo ověřeno, že sorpční kapacita pro modelové kontaminanty hexachlorocyklohexany (Σ HCH - izomery α , β , γ , a δ) je $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny.



Obrázek 2: Substrát pro anaerobní mokřadní systémy – bílá rašelina

Substrát bílá rašelina byl v rámci výzkumného projektu „Nízkonákladové systémy čištění vod (TH02030766)“ testován na pilotní lokalitě, kde jsou vody kontaminovány chloracetanilidovými pesticidy v koncentračním rozmezí od 0,2 do $2,9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Tabulka 5: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem bílou rašelinou při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 6,0 | 8,4 | 10,0 | 14,2 |
|---|------|------|------|------|
| Alachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 11,6 | 11,6 | 9,4 | 5,4 |
| Metolachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 26,7 | 20,0 | 5,3 | 10,3 |
| Metazachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 8,8 | 22,3 | 5,5 | 51,0 |
| 2,6-dichlorbenzamid Účinnost odstraňování [%] | 20,6 | 20,6 | 73,8 | 46,9 |

Vermikulit

Dalším potenciálně vhodným substrátem pro anaerobní mokřadní systémy je vermikulit. Jedná se o přírodní jílový minerál ze skupiny planárních fylosilikátů. Tyto materiály jsou obecně známé svou schopností absorbovat a imobilizovat znečišťující toxické látky. Přírodní vermikulit je hydrofilní a vykazuje velký specifický povrch se sorpční vlastností vůči polárním molekulám. Jako náplň pro biofiltry je vhodné použít modifikovanou verzi přírodního vermikulitu – tzv. exfoliovaný vermikulit. Ten vzniká zahřátím přírodního vermikulitu na vysokou teplotu 700 – 900 °C. Tato modifikace je dostupná v několika frakcích, pro použití náplně bioreaktorů je vhodná frakce s velikostí částic 0 – 8 mm, která je specifická především svojí velmi nízkou hustotou 80 – 95 kg·m³. U tohoto substrátu byla provedena obrazová dokumentace (optickým mikroskopem) přírodní i modifikované (expandované) verze vermikulitu (viz obr. 3). Rovněž byla provedena rentgenová spektrální analýza expandovaného vermikulitu (Tab. 6). Cena expandovaného vermikulitu baleného po 80 l byla 40,4 Kč (bez DPH) / kg. Laboratorně bylo ověřeno, že sorpční kapacita vermikulitu je pro modelové kontaminanty

hexachlorocyklohexany (Σ HCH - izomery α , β , γ , a δ) $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny.

Tabulka 6: Rentgenová spektrální analýza expandovaného vermikulitu

| Složení | SiO ₂ | MgO | Al ₂ O ₃ | Fe ₂ O ₃ | K ₂ O | CaO | TiO ₂ | Na ₂ O | Cr ₂ O ₃ |
|---------|------------------|-------|--------------------------------|--------------------------------|------------------|------|------------------|-------------------|--------------------------------|
| [hm. %] | 44,85 | 22,04 | 15,67 | 8,65 | 3,32 | 2,03 | 1,24 | 0,41 | 0,23 |



Obrázek 3: Foto přírodního (vlevo) a expandovaného vermikulitu (vpravo) (Olympus DSX 510)

Vermikulit byl v rámci výzkumného projektu „Nízkonákladové systémy čištění vod (TH02030766)“ testován na dvou pilotních lokalitách, kde byl využíván jako substrát pro anaerobní biolitr. V následujících tabulkách 7 - 9 jsou uvedeny dosažené reálné účinnosti odstraňování vybraných pesticidních látek tímto substrátem. Pro testování byla použita zdrojová voda s průměrnou koncentrací ΣHCH $119 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a ΣCLB $292 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace chloracetanilidových látek se pohybovaly v intervalu od 0,2 do $2,9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ve zdrojové vodě.

Tabulka 7: Účinnost odstraňování hexachlorocyklohexanů (HCH) substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 2,1 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 35 | 45 | 55 |
|---|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Alfa-HCH Účinnost odstraňování [%] | 75 | 84 | 85 | 86 | 96 | 89 | 92 | 96 | 97 |
| Beta-HCH Účinnost odstraňování [%] | 6 | 9 | 5 | 10 | 7 | 23 | 39 | 30 | 31 |
| Gama-HCH Účinnost odstraňování [%] | 74 | 85 | 87 | 87 | 95 | 89 | 95 | 98 | 98 |
| Delta-HCH Účinnost odstraňování [%] | 81 | 91 | 91 | 86 | 99 | 98 | 99 | 99 | 99 |
| Epsilon-HCH Účinnost odstraňování [%] | 22 | 20 | 17 | 22 | 17 | 71 | 39 | 29 | 17 |

Tabulka 8: Účinnost odstraňování chlorbenzenů (CLB) substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 2,1 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 35 | 45 | 55 |
|---|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Chlorbenzen Účinnost odstraňování [%] | 87 | 97 | 96 | 86 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 |
| Dichlorbenzeny Účinnost odstraňování [%] | 88 | 96 | 96 | 91 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 |
| Trichlorbenzeny Účinnost odstraňování [%] | 89 | 95 | 95 | 92 | 94 | 97 | 83 | 97 | 98 |
| Tetrachlorbenzeny Účinnost odstraňování [%] | 73 | 74 | 66 | 67 | 85 | 89 | 80 | 65 | 44 |
| Pentachlorbenzen Účinnost odstraňování [%] | 52 | 58 | 27 | 16 | - | 33 | 17 | - | 21 |

Tabulka 9: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení

| Doba zdržení [hod.]/ Polutant | 3 | 5 | 10 | 18 | 25 |
|---|------|------|------|------|------|
| Alachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 44,8 | 46,1 | 40,0 | 29,6 | 49,1 |
| Metolachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 52,2 | 48,8 | 42,1 | 39,6 | 51,0 |
| Metazachlor ESA Účinnost odstraňování [%] | 40,6 | 34,9 | 33,7 | 31,8 | 49,3 |
| 2,6-dichlorbenzamid Účinnost odstraňování [%] | 60,6 | 33,7 | 58,3 | 56,0 | 61,1 |

Z realizovaných kinetických testů substrátů (bílá rašelina, vermikulit a biouhel) v anaerobních biofiltrech na pilotních lokalitách vyplývá, že substrát biouhel má obecně nejlepší sorpční vlastnosti, resp. schopnosti dekontaminace testovaných znečištěných vod z hodnocených substrátů. Biouhel dosahoval téměř 100 % efektivity záchytu i při velmi malých dobách zdržení (2,1 hodiny) pro pesticidní látky hexachlororcyklohexany a chlorbenzeny. Účinnost odstranění vybraných metabolitů chloracetanilidů se pohybovala v rozmezí od 92 % do 98 % při maximálním testovaném průtoku.

Pro většinu izomerů HCH má expandovaný vermikulit účinnost 75 – 99 %, avšak v případě izomerů beta a epsilon byla efektivita zjištěna pouze v rozmezí 6 – 40 % v celém rozsahu doby zdržení. V případě polutantů chlorbenzenů klesá účinnost jejich záchytu se stupněm chlorace. Pro mono až trichlorbenzeny byla efektivita odstranění zjištěna cca 88 %, pro tetrachlorbenzeny pak 73 % a u pentachlorbenzenu byla účinnost 52 % při maximálním testovaném průtoku anaerobním bioreaktorem. Pro metabolity chloracetanilidů byla efektivita odstranění substrátem vermikulitem zjištěna v intervalu od 41 % do 61 %.

V případě testování substrátu bílá rašelina, byly zjištěny nižší účinnosti odstranění polutantů, než tomu bylo u substrátů biouhlu a vermikulitu. Efektivita zachytu kontaminantů u bílé rašeliny výrazně klesá se snižující se dobou zdržení.

3.4 Technické řešení biofiltrů – návrhové a konstrukční parametry

Čistící účinnost anaerobního biofiltru je ovlivněna mnoha dílčími faktory, které musí být při jeho návrhu a konstrukčním řešení zohledněny. Při využití biofiltru pro čištění kontaminovaných vod obsahujících pesticidy je nutné kvantifikovat a zohlednit zejména níže uvedené vstupní údaje:

- Složení a množství kontaminovaných vod vznikajících na zájmové lokalitě.
- Stanovené vypouštěcí limity kontaminujících složek na výstupu z biofiltru.
- Hydrogeologická charakteristika lokality, na které bude biofiltr instalován.
- Kvantifikace, četnost a variabilita srážkových úhrnů a klimatické podmínky na předmětné lokalitě.

Pro popis a kvantifikaci příslušných parametrů výše uvedených okruhů lze využít Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí pro průzkum kontaminovaného území. K indikativnímu posuzování úrovně znečištění zemin a podzemní vody na antropogenně znečištěných lokalitách, a to zejména při posuzování průzkumů a výsledků sanací vážně kontaminovaných lokalit, lze využít Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí Indikátory znečištění. (MŽP, 2014)

Obecně lze shrnout základní principy návrhu anaerobního biofiltru do následujících doporučení:

1. Biofiltr by měl být navržen s cílem jednoduché a z hlediska dekontaminace vod a manipulace se substrátem vhodné konstrukce. Složitě technologické a konstrukční řešení může vést k pozdější disfunkci (např. ucpávání apod.) a nižší účinnosti biofiltru.
2. Navrhnout biofiltr tak, aby byly minimalizovány nároky na údržbu po dobu jeho životnosti (viz bod 1).
3. Během samotného návrhu biofiltru by měly být rovněž realizovány laboratorní testy se zamýšlenými substráty a ideálně s vodou z lokality, kde se plánuje instalace biofiltru. Tyto testy (kolonové/vsádkové) by měly stanovit parametry jako je např. koeficient filtrace, pórovitost a sorpční kapacita substrátů na zájmové polutanty. V této fázi jsou doporučeny provést i laboratorní testy pro zjištění rychlosti mikrobiálního osídlení substrátů a zjištění vlivu biodegradace na celkovou efektivitu substrátů.
4. Při návrhu biofiltru maximálně využít přirozenou gravitační energii kontaminované vody protékající zájmovou lokalitou tak, aby byl zajištěn optimální průtok konstruovaným biofiltrem a dodržena dostatečná efektivita bioreaktoru. Přesné parametry průtoku záleží na konkrétní situaci (běžná doba zdržení 3,5 h – 55 h).
5. Dimenzování biofiltru (zejména objem substrátu a reaktoru ve vazbě na průtok a dobu zdržení vody) by mělo být odvozeno na základě výskytu extrémních klimatických a meteorologických podmínek konkrétního místa, nevychází se z vypočítaných průměrných hodnot.
6. Biofiltr by měl být citlivě integrován do okolní krajiny, v souladu s topografickými prvky lokality.

7. Biofiltr by měl funkčně i konstrukčně napodobovat pasivní remediační systémy vyskytující se na lokalitě (např. mokřady).

8. Je nutné poskytnout dostatečný čas pro zapracování a vznik biocenózy mikroorganismů v tělese biofiltru. Tento čas lze zjistit z pravidelného monitoringu, kdy je dosaženo maximální účinnosti bioreaktoru.

Základní konstrukční parametry tělesa a jednotlivých objektů anaerobního biofiltru

Primárním účelem instalace biofiltru na zájmové lokalitě je efektivní a ekonomicky přijatelné čištění kontaminovaných vod. Z konstrukčního hlediska se v poslední době upouští od budování striktně pravoúhlých a technicky komplikovaných typů biofiltrů.

Při návrhu anaerobního biofiltru by měla být dodržena následující pravidla (Mitsch, W. J. 1992; Wetzel et al. 1993):

1. Poměr délky a šířky budovaného biofiltru by se měl pohybovat v rozmezí 2:1 až 5:1. Cílem tohoto uspořádání je zabránit vzniku zkratových proudů uvnitř tělesa biofiltru.
2. Hloubka lože biofiltru se realizuje v rozmezí od 40 – 60 cm. V případě potřeby zabránění vniku vzdušného kyslíku do vrstvy substrátu biofiltru je účelné zakrýt povrch biofiltru izolační vzduchotěsnou fólií.
3. Je důležité zohlednit skutečnost, že přítomnost suspendovaných látek v kontaminované vodě bude postupně zmenšovat efektivní pórový objem biofiltru a tím snižovat hydraulickou propustnost. V tomto případě je nutné vybudovat systém předčištění (např. sedimentační a koagulační nádrž apod.), který bude eliminovat

kolmataci filtru nerozpuštěnými látkami. Zohlednit vždy kdy je možnost vniku povrchové vody do biofiltru z okolního území.

4. Z hlediska hydraulické charakteristiky je nejefektivnějším tvarem biofiltru pravidelné těleso, které umožňuje přímočarý průtok kontaminované vody filtrem. Pokud je biofiltr integrován do přirozeného prostředí lokality, je snaha minimalizovat vizuální vliv jeho instalace na okolní přírodní prostředí. Z tohoto důvodu nemusí být při návrhu biofiltru rigidně respektovány čistě inženýrské výpočty rozměrových a tvarových parametrů, tzn., že biofiltr může mít v závislosti na okolním prostředí i nepravidelný tvar a větší dimenzi, než by vycházelo z návrhových výpočtů.

5. U pasivně koncipovaných biofiltrů, které jsou instalovány v okolní krajině bez použití stavebních prvků (např. betonové nádrže), je účelné vyhnout se konstrukci pravoúhlých koutů a zón, které mohou vytvářet stagnující „mrtvé“ prostory, kterými nebude protékat čištěná voda.

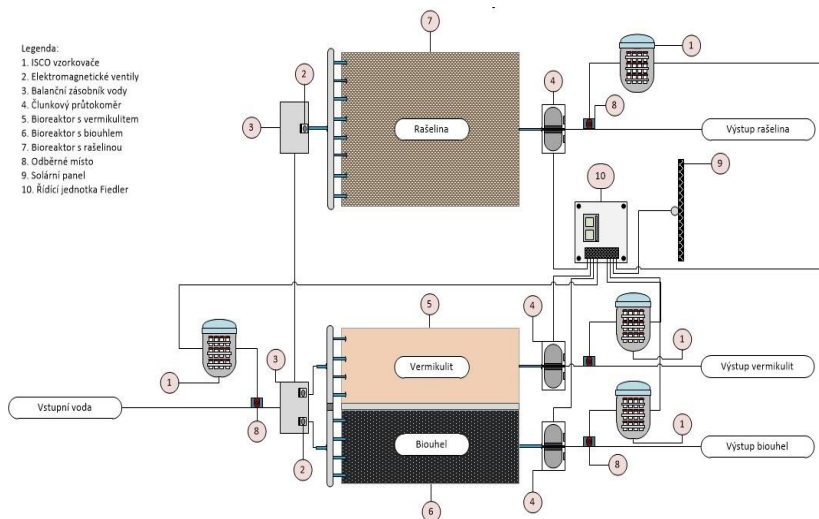
6. Zaústění kontaminované vody na vstup do biofiltru je ve většině případů realizováno pomocí perforovaného trubního rozvodu ve tvaru T, který je situován podél kratší, vstupní strany (šířky) biofiltru. Četnost perforace distribuční trubky může být uzpůsobena konkrétnímu účelu využití biofiltrů, např. u velkoplošných biofiltrů o šířce 30 m je obecně doporučováno vytvořit 4 – 8 odtokových profilů. Průtok kontaminované vody biofiltrem by měla být zajištěn tak, aby nedocházelo ke vzniku zkratových proudů a stagnujících zón v tělese biofiltru.

7. Jako odtokový objekt z biofiltru lze použít výškově nastavitelnou přelivnou hranu nebo odtokovou trubku, která je instalována na pohyblivém kloubu a jejímž natáčením lze nastavovat výšku hladiny vody v biofiltru.

Pro lepší ilustraci jsou zobrazeny na následujícím obrázku 4 instalované bioreaktory na pilotní lokalitě, včetně automatického monitorovacího systému, který je plně soběstačný a lze ho řídit a kontrolovat vzdáleným online přístupem. Na dalším obrázku 5 je pak zobrazeno i schéma celé technologie.



Obrázek 4: Instalované pilotní bioreaktory s automatickým monitorovacím a řídicím systémem



Obrázek 5: Schéma bioreaktorů a automatického monitorovacího systému na pilotní lokalitě

3.5 Management a monitoring biofiltru

Pro dosažení vysoké efektivity čištění a trvalého a hospodárneho provozu biofiltrů je nutné věnovat pozornost nastavení, monitoringu a kontrole provozně-technických parametrů těchto jednotek. Pravidelný monitoring biofiltru by měl zahrnovat sledování parametrů na vstupní a výstupní vodě: koncentrace zájmových polutantů, celkový organický uhlík, vodivost a celkové počty mikroorganismů. Management provozu biofiltrů by měl být zejména zaměřen na splnění následujících podmínek (Langergraber et al. 2020):

1. Zajištění dostatečného kontaktu kontaminované vody s mikrobiálním osídlením substrátové matrice biofiltru. Zajištění dostatečného kontaktu vychází již z návrhu a designu bioreaktoru. Kontrolu během provozu bioreaktoru lze provádět např. pomocí kontrolních míst.

2. Zabezpečení distribuce kontaminované vody do všech částí biofiltru, do celého objemu náplně substrátu.
3. Udržení vyhovujících podmínek (teplota, pH a další) pro osídlení a růst mikrobiální populace.
4. Podpora růstu rostlinné vegetace (např. mokřadních rostlin, pokud jsou součástí biofiltru).

Provoz a údržba

Požadavky na provoz a údržbu biofiltru by měly být součástí provozního řádu a plánu údržby. Provozní dokumentace a plán údržby vycházejí z technologického a konstrukčního návrhu biofiltru a mohou být aktualizovány na základě specifických zkušeností s reálným provozem biofiltru. Provozní řád a plán údržby by měly obsahovat informace o harmonogramu a seznamu činností, které je nutné provádět pro zajištění bezchybného chodu a funkce biofiltru. Jedná se především o rozvrh pravidelného čištění vtokových a odtokových objektů, sledování změn v loži substrátu (např. vytvoření preferenčních cest proudění nebo naopak přílišné zhutnění substrátu) a plán monitoringu účinnosti biofiltru a jeho doplňkových segmentů. Konkrétně by provozně-technická dokumentace k biofiltru měla obsahovat následující informace:

- Popis a způsob nastavení armatur určujících výšku hladiny vody v biofiltru.
- Časový rozvrh čištění a údržby vtokových a odtokových resp. rozdělovacích objektů, nainstalovaných armatur a měřících senzorů (min 1x ročně).
- Harmonogram kontroly náplně biofiltru (zanášení, polní měření pórovitosti, aj. – viz níže; min 1x ročně).

- Stanovení maximální míry kolmatace (pokud dojde ke snížení průtoku biofiltrem o 60 %) a vyčerpání sorpční kapacity substrátu, která povede k výměně náplně biofiltru (kontrola min 1x ročně). Výměna náplně biofiltru je obecně doporučena, pokud jeho účinnost má sestupnou tendenci a klesne pod 40 % od zjištěné maximální účinnosti.
- Vymezení akceptovatelného rozsahu fluktuace výšky vodní hladiny při průtoku vody biofiltrem.
- Stanovení průtočné kapacity biofiltru. Vyšší rychlosti protékající vody (vyšší hydraulické zatížení biofiltru) mohou způsobovat větší náchylnost ke kolmataci náplně biofiltru.
- Způsob průtoku čištěné vody biofiltrem (kontinuální, diskontinuální).
- Z hlediska hydraulické propustnosti je třeba sledovat, zdali nad povrchem náplně biofiltru nevzniká povrchový tok kontaminované vody.

Monitoring

Monitoring představuje důležitý provozní a kontrolní nástroj zahrnující získání následujících údajů, dat a informací:

1. Poskytuje data, která mohou být užitečná pro potenciální zlepšení účinnosti biofiltru.
2. Identifikuje případné problémy.
3. Může zachytit a identifikovat negativní vliv akumulace toxických látek v matici substrátu a tím zabránit inhibici bioakumulačních procesů.
4. Je prostředkem kontroly dodržování předepsaných limitních koncentrací vypouštěných kontaminantů.

Úroveň rozsahu a četnosti monitoringu záleží na velikosti a složitosti systému biofiltrace. Během aktivního chodu biofiltru může být úroveň monitoringu přizpůsobována získaným zkušenostem s provozem a pozorovanou účinností biofiltru. Nízko zatěžovaný systém biofiltrace může být monitorován v delších časových intervalech (1x/1-3 měsíce), zatímco vysoko zatěžovaný biofiltr vyžaduje častější kontrolu a detailnější monitoring. Nedílnou součástí monitoringu je pravidelné pořizování fotografické dokumentace.

4. Proces schvalování nízkonákladového zařízení k čištění kontaminovaných vod

Pro povolení realizace nízkonákladového zařízení k čištění kontaminovaných vod je v provozních podmínkách vždy zapotřebí vyjádření či stanovisko vodoprávního úřadu, popř. má tento proces formu vodoprávního řízení, v případě když se jedná o nakládání s vodami dle Vodního zákona. Pokud by se jednalo o osazení tohoto objektu např. pod ČOV, o nakládání s vodami by se patrně nejednalo. Zda se jedná o nakládání s vodami, určí vodoprávní úřad, z hlediska ovlivnění odtokových poměrů v předmětné lokalitě.

Právní předpisy, podle kterých se postupuje

- Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon)
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (vodní zákon)
- Zákon č. 500/2004 Sb., správní řád

Zákon č. 254/2001 Sb. - Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)

Podle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách by tůň/mokřad dle § 55 neměla být vodním dílem, pokud nemá hráz, ani technické objekty - výpusť, bezpečnostní přeliv apod.

§ 55 (odstavec 3)

(3) Za vodní díla se podle tohoto zákona nepovažují zejména jednoduchá zařízení mimo koryta vodních toků na pozemcích nebo stavbách k zachycení vody a k jejich ochraně před škodlivými účinky povrchových nebo podzemních vod, vodohospodářské úpravy, terénní úpravy, bezodtokové jímky včetně přítokového potrubí, vnitřní vodovody a vnitřní kanalizace, vodovodní a kanalizační přípojky, průzkumné hydrogeologické vrty, další zařízení vybudovaná v rámci geologických prací a vrty k využívání energetického potenciálu podzemních vod, pokud nedochází k čerpání nebo odběru podzemních vod.

Zákon č. 183/2006 Sb. - Zákon o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon)

Zákon č. 183/2006 Sb., stavební zákon stanoví, že tůň/mokřady do velikosti 300 m² a max. hloubky do 1,5 m nevyžadují rozhodnutí o změně využití území ani územní souhlas a ani stavební povolení či ohlášení.

Zákon č. 500/2004 Sb., Zákon ze dne 24. června 2004 správní řád

Tento zákon upravuje postup orgánů moci výkonné, orgánů územních samosprávných celků)

PŘÍTOMNOST INŽENÝRSKÝCH SÍTÍ

Prověření existence inženýrských sítí je důležité zejména při strojním hloubení. Je to důležité z hlediska bezpečnosti (plyn, elektřina), tak z hlediska způsobených škod, které se mohou vyšplhat i do mnoha milionů korun (optické kabely).

Aplikace UtilityReport

Aplikace UtilityReport usnadní práci spojenou s vyjádřením k existenci sítí. Je vytvořena žádost o vyjádření pro všechny relevantní subjekty technické infrastruktury pomocí jednoho formuláře.

Jde to snadno, hromadně a online, což ušetří spoustu času. UtilityReport již podporuje 9 krajů, více než 500 měst a obcí po celé ČR a významné subjekty technické infrastruktury, které pomáhají elektronizaci služby.

<https://utilityreport.eu/cs/NewRequest>

V území, kde není služba dostupná, je nutné individuální oslovení potenciálních správců sítí.

Elektřina

ČEZ Distribuce, ČEZ ICT Services a Telco Pro Services

Informace o průběhu sítí a poloze zařízení pro žadatele z řad investorů a veřejnosti od společností ČEZ Distribuce, ČEZ ICT Services a Telco Pro Services. Sdělení v elektronické podobě jsou poskytována zdarma.

<https://geoportal.cezdistribuce.cz/Geoportal.ses/ves.aspx>

Sdělovací kabely

CETIN a.s.

Poskytování údajů o poloze sítě elektronických komunikací (SEK)

<https://www.cetin.cz/web/dokumentace-site/zadani-zadosti-o-vyjadreni>

Plyn

GasNet, s.r.o. (obdobně fungují místně příslušné společnosti)

Stanovisko k NEplynárenské stavbě – jde o stanovisko, které **NEŘEŠÍ** plynofikaci stavby, ale řeší provedení stavební činnosti v ochranném a bezpečnostním pásmu plynárenských zařízení (výstavba inž. sítí, novostavby RD včetně jejich demolicí, komunikace, atd.). Žádost o stanovisko podejte, prosíme, prostřednictvím elektronické žádosti.

<https://dpo.gasnet.cz/zadost-o-stanovisko>

Vodovody a kanalizace

Vyjádrění k existenci sítí, k projektové dokumentaci pro územní nebo stavební řízení, k záměru změny velikosti vodoměru, k likvidaci odpadních vod a k ostatním investičním záměrům

POSTUP PROCESOVÁNÍ

Kdo je oprávněn v této věci jednat

- Fyzická osoba
- Fyzická osoba oprávněná k podnikání
- Právnická osoba
- a to přímo nebo prostřednictvím druhé osoby na základě plné moci

Jaké jsou podmínky a postup pro řešení

Posouzení vodoprávního úřadu, zda jde o vodní dílo či nikoliv.

ANO / NE

**Varianta A – jedná se o vodní dílo (dle Vodního zákona,
viz výše)**

V případě vodního díla je nutné požádat o povolení k nakládání s vodami.

- povolení k akumulaci u nádrží napájených podzemní, příp. srážkovou vodou,
- povolení k jinému nakládání a akumulaci u nádrží bočních, napájených z vodního toku,
- povolení ke vzdouvání a akumulaci u nádrží průtočných, které leží přímo na vodním toku.

A.1 Na které instituce se obrátit

Příslušný Městský úřad

Odbor stavebního úřadu a životního prostředí - oddělení vodoprávního úřadu a životního prostředí.

A.2 Jakým způsobem zahájit řešení

Podáním písemné žádosti na formuláři, jehož obsahové náležitosti jsou stanoveny vyhláškou č. 432/2001 Sb., včetně dokladové části, projektovou dokumentaci dle vyhlášky č. [499/2006 Sb.](#) a doklady, které jsou uvedeny na konci formulářů.

A.3 Jaké jsou potřebné formuláře a kde jsou k dispozici

- Žádost o povolení k nakládání s povrchovými nebo podzemními vodami nebo o jeho změnu
- Žádost o stavební povolení k vodním dílům

Potřebný formulář je uveden v příloze vyhl. [č. 432/2001 Sb.](#), k vyzvednutí v kancelářích vodoprávního úřadu, na webových stránkách města nebo webových stránkách Ministerstva zemědělství ČR, v sekci vodní hospodářství.

A.4 Jaké jsou poplatky a jak je lze uhradit

3000 Kč podle položky 17 písmeno i) zákona [č. 634/2004 Sb.](#), o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů.

A.5 Jaké jsou lhůty pro vyřízení

Dle §115 vodního zákona standardně 30-60 dnů, ve složitých případech až 90 dnů.

A.6 Kterí jsou další účastníci (dotčení) řešení životní situace

Vlastníci pozemků a staveb, jejichž práva mohou být záměrem dotčena:

- obecně jsou to majitelé pozemků sousedících s pozemkem dotčeným stavbou,
- dotčení správci inženýrských sítí,
- správce dotčeného toku, správce povodí,
- AOPK
- popř. občanská sdružení.
- či další DOSS (Archeologický ústav AV ČR, Praha, v. v. i., atd.)

A.7 Jaké jsou opravné prostředky a jak se uplatňují

Odvolání proti rozhodnutí dle § 81 a § 82 zákona [č. 500/2004 Sb.](#), správní řád, ve znění pozdějších předpisů, ke Krajskému úřadu Zlínského kraje, Odboru životního prostředí a zemědělství, prostřednictvím zdejšího vodoprávního úřadu.

A.8 Jaké sankce mohou být uplatněny v případě nedodržení povinností

Pokuty za nepovolené nakládání s vodami: Fyzické osoby – do 100.000,- Kč (§ 116 vodního zákona)
Právnícké osoby - do 500 000,- Kč (§ 125a vodního zákona)
Pokuty za nepovolenou stavbu: Občané i právnícké osoby do 1 000 000,- Kč (§ 179 a 181 stavebního zákona).

Varianta B – nejedná se o vodní dílo

V případě, že se nejedná o vodní dílo je řešení vázáno na velikost tůň / mokřadu, do velikosti 300 m² a max. hloubky do 1,5 m nevyžadují rozhodnutí o změně využití území ani územní souhlas a ani stavební povolení či ohlášení. V případě překročení velikosti je procesováno přes rozhodnutí o změně využití území – případně je postupováno dle varianty A.

B.1 Na které instituce se obrátit

Příslušný Městský úřad

Odbor stavebního úřadu a životního prostředí - oddělení vodoprávního úřadu a životního prostředí.

B.2 Jakým způsobem zahájit řešení

Podáním písemné žádosti na formuláři, jehož obsahové náležitosti jsou stanoveny vyhláškou č. 432/2001 Sb., včetně dokladové části, projektovou dokumentací dle vyhlášky č. [499/2006 Sb.](#) a doklady, které jsou uvedeny na konci formulářů.

B.3 Jaké jsou potřebné formuláře a kde jsou k dispozici

- Žádost o vydání rozhodnutí o změně využití území

Potřebný formulář je uveden v příloze vyhl. [č. 432/2001 Sb.](#), k vyzvednutí v kancelářích vodoprávního úřadu, na webových stránkách města nebo webových stránkách Ministerstva zemědělství ČR, v sekci vodní hospodářství.

B.4 Jaké jsou poplatky a jak je lze uhradit

1 000 Kč podle položky 17 písmeno i) zákona [č. 634/2004 Sb.](#), o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů.

B.5 Jaké jsou lhůty pro vyřízení

V jednoduchých případech, zejména lze-li rozhodnout na základě dokladů předložených žadatelem, rozhodne stavební úřad bez zbytečného odkladu, nejdéle však do 60 dnů ode dne zahájení územního řízení, ve zvlášť složitých případech stavební úřad rozhodne nejdéle do 90 dnů.

B.6 Kterí jsou další účastníci (dotčení) řešení

Vlastníci pozemků a staveb, jejichž práva mohou být záměrem dotčena:

- obecně jsou to majitelé pozemků sousedících s pozemkem dotčeným stavbou,
- dotčení správci inženýrských sítí,
- správce dotčeného toku, správce povodí,
- AOPK
- popř. občanská sdružení.
- či další DOSS (Archeologický ústav AV ČR, Praha, v. v. i., atd.)

B.7 Jaké jsou opravné prostředky a jak se uplatňují

Odvolání proti rozhodnutí dle § 81 a § 82 zákona [č. 500/2004 Sb.](#), správní řád, ve znění pozdějších předpisů, ke Krajskému úřadu Zlínského kraje, Odboru životního prostředí a zemědělství, prostřednictvím zdejšího vodoprávního úřadu.

B.8 Jaké sankce mohou být uplatněny v případě nedodržení povinností

Pokuty za nepovolenou stavbu: Občané i právnické osoby do 1 000 000,- Kč (§ 179 a 181 stavebního zákona)

V návrhu je nutno prokázat, že záměrem nedojde ke zhoršení stavu vodního útvaru a že nebude mít za následek nedosažení dobrého stavu vod. Lze předpokládat, že realizací záměru nedojde ke zhoršení ani jedné z kvalitativních složek ve smyslu přílohy V. Směrnice 2000/60/ES.

III. Srovnání novosti postupů

Tato certifikovaná metodika přináší podrobné a v podmínkách ČR prakticky uplatnitelné podklady a zásady, týkající se použití substrátů pro umělé mokřady a biofiltry pro čištění vod kontaminovaných perzistentními organickými látkami (POPs) a prostředky na ochranu rostlin (pesticidy). V rámci této metodiky byly podrobně testovány tři substráty, nicméně testování probíhalo v provozních podmínkách a tak jsou dosažené poznatky uplatnitelné v analogických případech, resp. pro vody kontaminované testovanými polutanty (jejich skupinami). Zjištěné poznatky dále vycházejí rovněž z předchozích výsledků autorů i výsledků jiných (formou řešerše).

Obdobné metodické, technologické a provozní postupy, týkající se vhodných substrátů pro nízkonákladové technologie k čištění kontaminovaných vod, dosud nejsou v ČR uceleně k dispozici.

IV. Popis uplatnění Certifikované metodiky

Uplatnění metodiky se předpokládá ve vodohospodářské či sanační projekční a realizační praxi. Využití metodiku mohou subjekty, zabývající se navrhováním či realizací systémů pro nízkonákladové čištění kontaminovaných vod nebo tato zařízení provozují.

Poznatky a postupy, uvedené v metodice, je možné a žádoucí využít zejména v povodích vodárenských zdrojů a v oblastech s intenzivním zemědělským využitím krajiny či zájmy ochrany přírody, kde je zlepšení jakosti vody jednou z priorit udržitelného života.

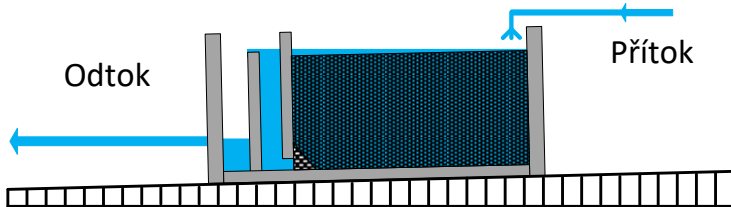
V. Ekonomické aspekty

Do ekonomických aspektů představované metodiky je nutné zahrnout především pořizovací náklady pro nákup substrátů a vybudování potřebné infrastruktury pro provoz biofiltrů. Pořizovací náklady substrátu biouhel jsou přibližně 12 Kč bez DPH za kilogram (respektive 7 Kč bez DPH za dm^3). Substrát expandovaný vermikulit lze pořídit přibližně za 40 Kč bez DPH za kilogram (respektive 3,6 Kč bez DPH za dm^3). Náklady na vybudování potřebné infrastruktury pro provoz biofiltrů jsou velmi variantní a závislé na konkrétních okolnostech pilotní lokality. Cena infrastruktury je zásadně ovlivněna velikostí realizovaných biofiltrů.

Modelový příklad cenových nákladů na vybudování vzorového objektu:

Vzorový objekt obsahuje biofiltr (schéma viz Obr. 6) o celkovém objemu 4 m^3 pro uložení substrátu, který je složen ze 70 % biouhlu, 15 % vermikulitu a 15 % bílé rašeliny. Poměr byl zvolen z důvodů optimalizace průtočnosti a podpory biodegradčních procesů. Pořizovací cena tohoto kombinovaného substrátu je přibližně 5 600,- Kč bez DPH za m^3 , celkem tedy 22 400,- Kč bez DPH. Tento substrát je vhodné uložit do těla bioreaktoru, který je vyroben z mechanicky odolného, inertního a vodotěsného materiálu (např. polypropylen) o dostatečné tloušťce. Tělo modelového bioreaktoru je vyrobeno z polypropylenu se samonosnou konstrukcí, jeho pořizovací cena je cca 40 000,- Kč bez DPH.

Biofiltr



Obrázek 6: Schéma modelového biofiltru

Dále je nutné k pořizovacím nákladům připočítat vybudování infrastruktury na pilotní lokalitě. Modelový příklad počítá s jednoduchou variantou napouštění bioreaktoru – gravitační. Kontaminovaná voda je tedy vedena gravitačním spádem pomocí potrubí na začátek biofiltru. Náklady spojeny s výstavbou jednoduché infrastruktury pro potřeby modelového příkladu biofiltru lze vyčíslit přibližně na 10 000,- Kč bez DPH. Nakonec je potřeba ke kalkulaci pořizovacích nákladů přičíst dopravu materiálu na pilotní lokalitu, která je závislá na poloze pilotní lokality. Náklady spojené s výměnou náplně biofiltrů mohou být velmi variabilní. Četnost výměny sorbentů je ovlivněna koncentrací polutantů, složením vstupní vody, použitým substrátem a další.

Na modelovém příkladu lze porovnat investiční a provozní náklady různých technologií pro čištění kontaminovaných vod. V případě systému využívajícího anaerobní bioreaktor se sorbentem lze tyto náklady vyčíslit na přibližně 5,3 Kč bez DPH na vyčištění 1 m³. Pro porovnání náklady na vyčištění 1 m³ pomocí membránové filtrace činí 6,7 Kč bez DPH.

VI. Závěr

Tato certifikovaná metodika popisuje získané poznatky o možnostech využití substrátů pro anaerobní biofiltry, mokřady apod. pro nízkonákladové čištění vod kontaminovaných prostředky na ochranu rostlin (pesticidní látky) a perzistentními organickými látkami (POP's). Tuto technologii čištění vod lze použít především u zdrojů vod s nižší vydatností, které jsou zatíženy kontaminací pesticidních látek a perzistentních organických látek, a které se hůře nebo s vysokými náklady odstraňují běžnými konvenčními metodami.

Předkládaná certifikovaná metodika je určena především pro provozovatele, kteří hledají efektivní a nízkonákladovou technologii čištění vod především lokálních zdrojů kontaminovaných vod (odběr, resp. vyčištění vod do 10.000 m³/rok).

Pokud je tato technologie čištění vod navržena a provozována adekvátním způsobem z hlediska potřebných dob zdržení, míry a druhu kontaminace a dalších klíčových parametrů, tak se jedná o efektivní technologii. Za předpokladu použití levných a dostupných substrátů pro bioreaktory/biofiltry jsou pořizovací náklady této technologie velmi nízké. V kombinaci s poměrně malými provozními náklady, ji lze oproti ostatním technologiím čištění vod považovat za levnou variantu.

Největším omezením použití této technologie je její omezený výkon, resp. kapacita; tedy množství vyčištěné vody za čas. Při porovnání s běžnými vodárenskými technologiemi se bioreaktory a mokřadní systémy obecně řadí spíše mezi extenzivní technologie, využitelné ve venkovních podmínkách.

Seznam tabulek

| | |
|---|----|
| Tabulka 1: Prvková analýza substrátu biouhel | 21 |
| Tabulka 2: Účinnost odstraňování hexachlorocyklohexanů (HCH) substrátem biouhlem při různých dobách zdržení | 22 |
| Tabulka 3: Účinnost odstraňování chlorbenzenů (CLB) substrátem biouhlem při různých dobách zdržení | 23 |
| Tabulka 4: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem biouhlem při různých dobách zdržení | 24 |
| Tabulka 5: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem bílou rašelinou při různých dobách zdržení | 26 |
| Tabulka 6: Rentgenová spektrální analýza expandovaného vermikulitu | 27 |
| Tabulka 7: Účinnost odstraňování hexachlorocyklohexanů (HCH) substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení | 28 |
| Tabulka 8: Účinnost odstraňování chlorbenzenů (CLB) substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení | 28 |
| Tabulka 9: Účinnost odstraňování vybraných pesticidních látek substrátem vermikulitem při různých dobách zdržení | 29 |

Seznam obrázků

| | |
|--|----|
| Obrázek 1: Mikroskopický obraz substrátu biouhel (UHR FE-SEM Carl Zeiss ULTRA Plus) | 21 |
| Obrázek 2: Substrát pro anaerobní mokřadní systémy – bílá rašelina | 25 |
| Obrázek 3: Foto přírodního (vlevo) a expandovaného vermikulitu (vpravo) (Olympus DSX 510) | 27 |
| Obrázek 4: Instalované pilotní bioreaktory s automatickým monitorovacím a řídicím systémem | 34 |
| Obrázek 5: Schéma bioreaktorů a automatického monitorovacího systému na pilotní lokalitě | 35 |
| Obrázek 6: Schéma modelového biofiltru | 49 |

Seznam použité související literatury

Ahmad, Mahtab, Anushka Upamali Rajapaksha, Jung Eun Lim, Ming Zhang, Nanthi Bolan, Dinesh Mohan, Meththika Vithanage, Sang Soo Lee, a Yong Sik Ok. (2014). Biochar as a Sorbent for Contaminant Management in Soil and Water: A Review. *Chemosphere* 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.

Aslan, Ş., and Türkman, A. (2005). Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates. *Process Biochem.* 40, 935–943.

Beesley, Luke, Eduardo Moreno-Jiménez, a Jose L. Gomez-Eyles. (2010) Effects of Biochar and Greenwaste Compost Amendments on Mobility, Bioavailability and Toxicity of Inorganic and Organic Contaminants in a Multi-Element Polluted Soil. *Environmental Pollution* 158, č. 6, 2282–87. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>.

Borchard, Nils, Michael Schirrmann, Maria Luz Cayuela, Claudia Kammann, Nicole Wrage-Mönnig, Jose M. Estavillo, Teresa Fuertes-Mendizábal (2019). Biochar, Soil and Land-Use Interactions That Reduce Nitrate Leaching and N₂O Emissions: A Meta-Analysis. *Science of The Total Environment* 651: 2354–64. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060>.

Braskerud, B.C. (2002). Design Considerations for Increased Sedimentation in Small Wetlands Treating Agricultural Runoff. *Water Science and Technology* 45, č. 9.: 77–85. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0209>.

Brewer, Catherine E., Victoria J. Chuang, Caroline A. Masiello, Helge Gonnermann, Xiaodong Gao, Brandon Dugan, Laura E. Driver, Pietro Panzacchi, Kyriacos Zygourakis, a Christian A. Davies. (2014). New Approaches to Measuring Biochar Density and Porosity. *Biomass and Bioenergy* 66: 176–85. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.059>.

Cameron, S. G.; Schipper, L. A. (2010). Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds. *Ecol. Eng.* 36, 1588–1595.

Cessna, A.J., Knight, J.D., Ngombe, D., and Wolf, T.M. (2017). Effect of temperature on the dissipation of seven herbicides in a biobed matrix. *Can. J. Soil Sci.* 97, 717–731.

Cui, Lihua, Ying Ouyang, Wenjie Gu, Weizhi Yang, a Qiaoling Xu. Evaluation of Nutrient Removal Efficiency and Microbial Enzyme Activity

in a Baffled Subsurface-Flow Constructed Wetland System. *Bioresource Technology* 146: 656–62. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.105>.

Delgado-Moreno, L., Nogales, R., and Romero, E. (2017). Biodegradation of high doses of commercial pesticide products in pilot-scale biobeds using olive-oil agroindustry wastes. *J. Environ. Manage.* 204, 160–169.

Díaz, Francisco J., Anthony T. O'Geen, a Randy A. Dahlgren. (2012) Agricultural Pollutant Removal by Constructed Wetlands: Implications for Water Management and Design. *Agricultural Water Management* 104, 171–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.12.012>.

Faulwetter, Jennifer L., Vincent Gagnon, Carina Sundberg, Florent Chazarenc, Mark D. Burr, Jacques Brisson, Anne K. Camper, a Otto R. Stein. (2009). Microbial Processes Influencing Performance of Treatment Wetlands: A Review. *Ecological Engineering* 35, č. 6, 987–1004. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.030>.

Gao, W., Liang, J., Pizzul, L., Feng, X.M., Zhang, K., and Castillo, M. del P. (2015). Evaluation of spent mushroom substrate as substitute of peat in Chinese biobeds. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 98, 107–112.

Greenan, C. M.; Moorman, T. B.; Parkin, T. B.; Kaspar, T. C.; Jaynes, D. B. (2009). Denitrification in wood chip bioreactors at different water flows. *J. Environ. Qual.* 38, 1664–1671.

Gupta, P., Ann, T., and Lee, S.-M. (2015). Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. *Environ. Eng. Res.* 21, 36–44.

Inyang, Mandu I., Bin Gao, Ying Yao, Yingwen Xue, Andrew Zimmerman, Ahmed Mosa, Pratap Pullammanappallil, Yong Sik Ok, a Xinde Cao. (2016). A Review of Biochar as a Low-Cost Adsorbent for Aqueous Heavy Metal Removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 46, č. 4: 406–33. <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1096880>.

Kadlec, Robert H., a Scott D. Wallace. (2009). *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2009.

Knowles, Paul, Gabriela Dotro, Jaime Nivala, a Joan García. (2011) Clogging in Subsurface-Flow Treatment Wetlands: Occurrence and Contributing Factors. *Ecological Engineering* 37, č. 2: 99–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005>.

Langergraber, G. et al. (2020). Wetland Technology Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. Scientific and Technical Report Series No. 27. ISBN: 9781789060171 (eBook). IWA Publishing.

Leverenz, H. L.; Haunschild, K.; Hopes, G.; Tchobanoglous, G.; Darby, J. L. (2010). Anoxic treatment wetlands for denitrification. *Ecol. Eng.* 36, 1544–1551.

Liu, Yuxue, Linson Lonappan, Satinder Kaur Brar, a Shengmao Yang. (2018). Impact of Biochar Amendment in Agricultural Soils on the Sorption, Desorption, and Degradation of Pesticides: A Review. *Science of The Total Environment* 645: 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.099>.

Ministerstvo životního prostředí (2014). Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí Indikátory znečištění. In: *Věstník MŽP ročník XIV - leden 2014 - částka 1*; <https://tinyurl.com/34ky4m7a>

Mitsch, W. J. (1992). Landscape design and the role of created, restored and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1: 27-47.

Povilaitis, A., Matikienė, J., Vismontienė, R. (2020). Effects of three types of amendments in woodchip-denitrifying bioreactors for tile drainage water treatment. *Ecological Engineering* 158 (2020), doi 10.1016/j.ecoleng.2020.106054

Qiu, Yuping, Zhenzhi Zheng, Zunlong Zhou, a G. Daniel Sheng. (2009). Effectiveness and Mechanisms of Dye Adsorption on a Straw-Based Biochar. *Bioresource Technology* 100, č. 21, 5348–51. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.054>.

Reinhardt, Miriam, René Gächter, Bernhard Wehrli, a Beat Müller. (2005) Phosphorus Retention in Small Constructed Wetlands Treating Agricultural Drainage Water. *Journal of Environmental Quality* 34, 4, 1251–59. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0325>.

Saeed, Tanveer, a Guangzhi Sun. (2012). A Review on Nitrogen and Organics Removal Mechanisms in Subsurface Flow Constructed Wetlands: Dependency on Environmental Parameters, Operating Conditions and Supporting Media. *Journal of Environmental Management* 112 (prosinec 2012): 429–48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>.

Scholz, M., a Å. Hedmark (2010). Constructed Wetlands Treating Runoff Contaminated with Nutrients. *Water, Air, and Soil Pollution* 205, 1–4, 323–32. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0076-y>.

Schrimpelová, K., Malá, J. (2017). Náplně denitrifikačních bioreaktorů. *Vodní Hospodářství*, 3/2017.

Sparks, Donald L. (2010). *Advances in Agronomy. Volume One Hundred Eight*. San Diego, CA: Academic Press, 2010.

Sun, Ke, Kyoung Ro, Mingxin Guo, Jeff Novak, Hamid Mashayekhi, a Baoshan Xing. (2011). Sorption of Bisphenol A, 17 α -Ethinyl Estradiol and Phenanthrene on Thermally and Hydrothermally Produced Biochars. *Bioresource Technology* 102, č. 10, 5757–63. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.038>.

Šereš, M., Hnátková, T., Stručovský, T., Chalupa, J. (2018). Testování směsného organického materiálu pro použití v denitrifikačních bioreaktorech. *Vodní hospodářství*, 1/2018; s. 13 - 15.

Šupíková, I., Novák, P., Ocelka, T., Kohout, P., Mráz, A., Skalický, M., Hejduk, T. (2018). Metodika cíleného monitoringu výskytu reziduí pesticidů ve zdrojových oblastech jímacího území. *Certifikovaná metodika. AQUATEST a.s., 86 s., ISBN 978-80-87361-84-9*

Truu, Marika, Jaanis Juhanson, a Jaak Truu. (2009). Microbial Biomass, Activity and Community Composition in Constructed Wetlands. *Science of The Total Environment* 407, č. 13, 3958–71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.036>.

Vymazal, J. (2009) Horizontal Sub-Surface Flow and Hybrid Constructed Wetlands Systems for Wastewater Treatment. *Ecological Engineering* 25, 478–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>.

Vymazal, J. (2011). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience*. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69.

Vymazal, J., and Březinová, T. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environ. Int.* 75, 11–20.

Wetzel, R. G., 1993. *Constructed wetlands: scientific foundations are critical*. pp 3-7 in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, G.-A. Moshiri (ed.). CRC Press, Boca Raton, FL.

Wu, Yonghong, Tianling Li, a Linzhang Yang. (2011). Mechanisms of Removing Pollutants from Aqueous Solutions by Microorganisms and Their Aggregates: A Review. *Bioresource Technology* 107:10–18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.088>.

Seznam publikací, které předcházely metodice

Antoš, V., Lísková, K., Hrabák, P., Polách, L., Šupíková, I., Fučík, P. (2020). Kompozitní sorpční materiál na bázi biouhlu pro anaerobní sorpční biofiltr. Užitiný vzor UV 34608, ÚPV Praha 30.11.2020.

Šupíková, I., Fučík, P., Hrabák, P., Polách, L., Antoš, V. (2019). Poloprovozní ověření účinnosti technologie anaerobně sorpčního biofiltru při čištění podzemních vod kontaminovaných organochlorovanými pesticidy. Ověřená technologie. 9. s.

Certifikační doložka

Certifikační orgán:

České ekologické manažerské centrum, CEMC ETV CZ inspekční orgán č. 4055; 28. pluku 524/25; 101 00 Praha 10

Datum certifikace:

30.6.2021

Jména oponentů

Odborník z daného oboru:

RNDr. Petr Kohout, FORSAPI, s.r.o.; K Horoměřicům 1113/29
165 00 Praha 6 – Suchdol.

Ing. Jiří Hendrych, Ph.D.; Ústav chemie ochrany prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6 – Dejvice.

Odborník ze státní správy:

Mgr. Lukáš Čermák, oddělení Sanace, Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 1442/65; Praha 10, 100 10.

Kontakty na osoby předkladatele certifikované metodiky

Ing. Vojtěch Antoš, Ph.D.; Oddělení environmentální chemie, Ústav pro nanomateriály, pokročilé technologie a inovace, Technická Univerzita v Liberci; Studentská 1402/2; 461 17 Liberec; vojtech.antos@tul.cz

Ing. Petr Fučík, Ph.D., Oddělení Hydrologie a ochrana vod; Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha 5 – Zbraslav, 156 27; fucik.petr@vumop.cz

Prohlášení předkladatele certifikované metodiky

Předkladatel prohlašuje, že zpracovaná certifikované metodika nezasahuje do práv jiných osob z průmyslového nebo jiného duševního vlastnictví.

Ze strany zpracovatele byla uzavřena smlouva o využití výsledku (typu Nmet - certifikovaná metodika) s konkrétním uživatelem z komerční sféry v podobě subjektu AQUA GEN, s.r.o.

Citace

Antoš, V., Polách, L., Fučík, P., Hrabák, P., Šupíková, I., Zajíček, A., Hejduk, T. 2021. Substráty pro nízkonákladové systémy k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod. Certifikovaná metodika. ISBN 978-80-88323-52-5 (tištěná verze), ISBN 978-80-88323-53-2 (online pdf).

Abstrakt

Tato certifikovaná metodika přináší přehled a možnosti využití substrátů pro nízkonákladové systémy čištění vod kontaminovaných perzistentními organickými látkami (POPs) a prostředky na ochranu rostlin (pesticidy). Jsou představeny zejména anaerobní biofiltry (nebo v širším uspořádání konstruovaný mokřad), které spadají do kategorie pasivních nízkonákladových metod dekontaminace vod a jsou vhodné především pro lokální zdroje vod s nižší vydatností; tj. s odběrem, resp. vyčištěním do 10.000 m³/rok. Podrobně jsou v metodice popsány substráty biouhel, expandovaný vermikulit a bílá rašelina, které byly autory této metodiky testovány jako náplň experimentálních anaerobních biofiltrů. Provozní vlastnosti bioreaktorů s těmito substráty byly důkladně ověřeny na dvou různých pilotních lokalitách. Jsou uvedeny konkrétní účinnosti odstranění organochlorovaných a chloracetanilidových pesticidů těmito bioreaktory při různém hydraulickém zatížení.

V metodice je také rozebráno technické řešení různých typů biofiltrů (vertikální, horizontální, kombinované), včetně návrhových a konstrukčních parametrů: složení a množství kontaminovaných vod, stanovené vypouštěcí limity polutantů, hydrogeologická a klimatická charakteristika lokality. Nedílnou součástí metodiky je popis managementu, monitoringu a kontroly provozně-technických parametrů biofiltrů pro dosažení vysoké efektivity čištění a trvalého a hospodárneho provozu. Samostatná kapitola metodiky popisuje legislativní a procesní souvislosti, týkající se realizace zařízení pro čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod, zejména z pohledu územních řízení pro objekty čištění. Důležitou součástí této metodiky jsou i ekonomické aspekty, které zahrnují m.j. pořizovací cenu

substrátů a na modelovém příkladu jsou vypočítány náklady na vybudování biofiltru.


Summary

This certified methodology focuses on the use of substrates for low-cost systems for treatment of waters contaminated by persistent organic pollutants and pesticides. It deals prevalingly with anaerobic biofilters (or, more broadly, constructed wetlands), which fall into the category of passive low-cost methods of water decontamination and are mainly suitable for local or smaller water sources (up to 10.000 m³/year). Specifically, the method describes the substrates biochar, expanded vermiculite and white peat which were tested by the authors of this methodology as fill for anaerobic biofilters. The operational performance of bioreactors with these substrates was thoroughly verified at two different pilot sites. Specific removal efficiencies of organochlorine and chloroacetanilide pesticides by these bioreactors at various hydraulic loading are presented. Horizontal and vertical flow biofilters are also mentioned in the methodology, including their description and efficiency.

The methodology also discusses the technical layout of biofilters, including design and construction parameters: composition and quantity of contaminated water, established discharge limits for pollutants, hydrogeological and climatic characteristics of the site. An integral part of the methodology is a description of the management, monitoring and control of the operational and technical parameters of bioreactors to achieve high treatment efficiency and sustainable and economical operation. The methodology comprehensively elaborates and describes the approval process of low-cost equipment for contaminated water treatment. Furthermore, the legislative regulations concerning the treatment of contaminated industrial and agricultural water are described, in particular with regard to planning procedures for treatment facilities. Economic aspects are also an important part of this methodology, which for example include the costs of substrates and the budget for construction of a biofilter, showed on a model example.

 TECHNICKÁ UNIVERZITA V LIBERCI
www.tul.cz

 aquatest

 Výzkumný ústav meliorací
a ochrany půdy, v.v.i.

T A
Č R

Technologická
agentura
České republiky

| | |
|-------------|--|
| Název | Substráty pro nízkonákladové systémy k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod |
| Autoři | Antoš, V., Polách, L., Fučík, P. a kolektiv |
| Vydal | Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. |
| Vydání | 6/2021 |
| Počet stran | 60 |
| Náklad | 50 |
| Tisk | Rhodos spol. s r.o., Vyšehradská 51, 128 00 Praha 2 |
| Distribuce | Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 |
| ISBN | Tištěné: 978-80-88323-52-5 PDF: 978-80-88323-53-2 |